

Современные уровни хлорорганических пестицидов в морских экосистемах дальневосточных морей России

В. Ю. ЦЫГАНКОВ^{1, 2}, О. Н. ЛУКЬЯНОВА^{2, 3}

¹Школа биомедицины, Дальневосточный федеральный университет (ДВФУ)
690091, Владивосток, ул. Суханова, 8
E-mail: tsig_90@mail.ru

²Школа естественных наук, Дальневосточный федеральный университет (ДВФУ)
690091, Владивосток, ул. Суханова, 8

³Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр (ТИНРО-центр)
690091, Владивосток, ул. Шевченко, 4

Статья поступила 19.02.2019

После доработки 25.03.2019

Принята к печати 27.03.2019

АННОТАЦИЯ

В обзоре представлена информация об основных хлорорганических пестицидах (ХОП), которые широко использовались в мировом сельском хозяйстве в 1940–60-х годах и продолжают использоваться в некоторых развивающихся странах (например, Индии и Китае). Описаны закономерности их распределения в окружающей среде, токсичность, метаболизм и деградация. Показано распределение в компонентах экосистем различных районов Мирового океана и, конкретно, в дальневосточных морях России – Японском, Охотском и Беринговом – в период 2000–2016 гг. В Охотском и Беринговом морях содержание ХОП в морских организмах ниже, чем в других регионах мирового океана и, в частности, в Японском море. Результаты показывают, что на планете сформировался “пестицидный” фон. Концентрации ХОП в Охотском и Беринговом морях можно считать фоновыми, в то время как Японское море испытывает воздействие стран, использующих эти вещества в сельском хозяйстве.

Ключевые слова: хлорорганические пестициды, ГХЦГ, ДДТ, морские экосистемы, Охотское море, Берингово море, Японское море.

Среди стойких органических загрязняющих веществ (СОЗ) наиболее опасными по распространению и воздействию на живые организмы являются хлорорганические соединения (ХОС), в первую очередь хлорорганические пестициды (ХОП) – метаболиты дихлордифенилтрихлорэтана (ДДТ) и изомеры гексахлорциклогексана (ГХЦГ), которые

особенно широко использовались в промышленности и сельском хозяйстве мира вследствие своей высокой токсичности и устойчивости.

В состав технической смеси ГХЦГ входили различные изомеры ГХЦГ, различающиеся конформацией цикла, в которой α -ГХЦГ составлял 55–70 %, β -ГХЦГ – 5–14 %, γ -ГХЦГ – 1–10 %, δ -ГХЦГ – 1–2 %, ϵ -ГХЦГ – 1–2 %, ζ -ГХЦГ – 1–2 %, η -ГХЦГ – 1–2 %, θ -ГХЦГ – 1–2 %, ι -ГХЦГ – 1–2 %, κ -ГХЦГ – 1–2 %, λ -ГХЦГ – 1–2 %, μ -ГХЦГ – 1–2 %, ν -ГХЦГ – 1–2 %, ξ -ГХЦГ – 1–2 %, \omicron -ГХЦГ – 1–2 %, π -ГХЦГ – 1–2 %, ρ -ГХЦГ – 1–2 %, σ -ГХЦГ – 1–2 %, τ -ГХЦГ – 1–2 %, υ -ГХЦГ – 1–2 %, ϕ -ГХЦГ – 1–2 %, χ -ГХЦГ – 1–2 %, ψ -ГХЦГ – 1–2 %, ω -ГХЦГ – 1–2 %.

γ -ГХЦГ – 9–13 %. Кроме того, выпускали препараты другого состава, содержащие 25 и 90–99 % γ -ГХЦГ (линдан) в качестве активного действующего вещества [Zhulidov et al., 2002]. Основу технического препарата ДДТ составлял дихлордифенилтрихлорэтан, который представлен двумя изомерами: *n, n'*-ДДТ и *o, n'*-ДДТ, различающимися положением атомов хлора в бензольных кольцах и минорными концентрациями других изомеров [Цыденова, 2005].

Ведущими критериями при оценке поведения ХОП в окружающей среде являются их персистентность (устойчивость) во внешней среде, кумулятивные свойства и последствия при биоаккумуляции. ХОП аккумулируются в пищевых цепях и обладают способностью к биомагнификации, что может привести к серьезным негативным последствиям для организмов, находящихся на вершине трофических пирамид, включая человека.

В настоящее время использование таких соединений в большинстве стран Северного полушария запрещено, но они продолжают применяться в странах Юго-Восточной Азии. При этом около 45–80 % ХОП мигрируют в другие регионы планеты, в том числе на территорию Российской Федерации [Ровинский и др., 1990; Ивантер, Медведев, 2007; Агапкина и др., 2010, 2011; Герман и др., 2010; Чуйко и др., 2010; Мамонтова и др., 2012].

Конечным звеном аккумуляции этих соединений часто оказываются водные экосистемы. Источниками загрязнения морской среды ХОП могут быть утечки из мест хранения, смыв с водосборных площадей водоемов, выпадение с осадками, а также атмосферная циркуляция и перенос морскими течениями. В морских экосистемах ХОП накапливаются по пищевой цепи и достигают максимальных значений у представителей высших трофических уровней.

Распределение и трансформация СОЗ в морских организмах различных районов Мирового океана описаны в различных работах [Buckman et al., 2004; Tanabe, 2007; Apeti et al., 2013; и др.]. Дальневосточные моря в этом отношении исследованы значительно меньше. Целью обзора является обобщение современных результатов (2000–2016 гг.) об уровнях СОЗ в морских организмах различного трофического уровня Охотского, Японского и Берин-

гова морей для установления положения региона по распределению СОЗ в Мировом океане.

ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХОП В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

Попав в биосферу, СОЗ вовлекаются в различные физико-химические процессы. Их устойчивость по отношению к фотохимическому, химическому и биологическому разложению в атмосфере, водной фазе и почве приводит к продолжительным срокам их циркуляции в окружающей среде. Несмотря на то что рассматриваемая группа СОЗ имеет низкие значения давления паров, они все-таки обладают заметной способностью переходить в парогазовую фазу, т. е. испаряться в атмосферный воздух, например, с поверхности почвы, воды и т. д., и циркулировать между различными составляющими окружающей среды [Ровинский и др., 1990; Wania, Mackay, 1996; Wania et al., 1998].

В настоящее время СОЗ распространены повсеместно, о чем свидетельствуют факты их обнаружения как в абиотических, так и в биологических образцах из различных точек земного шара. О глобальном распределении СОЗ подтверждают их находки в Арктике и Антарктике, регионах, географически удаленных от возможных источников эмиссии этих соединений [van den Brink, 1997; Bidleman, 1999; Macdonald et al., 2000; Negoita et al., 2003]. Поведение в окружающей среде и распределение ХОП в различных составляющих природных экосистем определяются физико-химическими свойствами данных соединений.

МЕТАБОЛИЗМ И ДЕГРАДАЦИЯ ХОП

Основные механизмы разрушения ХОП в окружающей среде можно условно разделить на абиотические (фотохимические реакции) и биотические процессы метаболического распада с участием живых организмов.

Фотохимическое разложение ХОП, в молекулах которых содержатся ароматические группировки и ненасыщенные химические связи, происходит в результате поглощения солнечной энергии в ультрафиолетовой и видимых областях спектра [Кросби, 1979; Тинсли, 1982]. Скорость фотохимического распада, а также состав конечных продуктов этой ре-

акции зависят от среды, в которой происходит данный процесс.

У животных степень накопления ХОП определяется соотношением двух процессов – поглощения и выведения. Общая тенденция метаболизма заключается в превращении экзогенного вещества в более полярное соединение с последующим связыванием образовавшегося продукта с высокополярным фрагментом, облегчающим его выделение. У растений, не имеющих систем выделения, обычно происходит конъюгирование экзогенных веществ (или их метаболитов) с углеводами и депонирование их в местах, не связанных с общим метаболизмом. У насекомых набор гидролаз меньше, чем у млекопитающих. В связи с этим у них быстрого обезвреживания не происходит, поэтому ХОП могут накапливаться до летальных концентраций [Исидоров, 1999].

Накопление ДДТ в зависимости от содержания липидов в органах можно расположить в следующем порядке: жир > печень > мышцы [Lukyanova et al., 2016]. Повышенное содержание липидов в рыбах из загрязненных пестицидами районов можно расценивать как ожирение и адаптацию к условиям существования [Маслова, 1981; Tanabe, Subramanian, 2006; Tanabe, 2007].

ГХЦГ менее стоек, чем ДДТ, и легче подвергается микробиологическому разложению. Научные исследования, проведенные в модельных водоемах, показали, что через сутки после внесения γ -ГХЦГ концентрации в воде уменьшаются от 0,50 до 0,27 мг/л, в иле возрастают от 0 до 0,34 мг/кг, в высших водных растениях – от 0 до 2,3 мг/кг. Коэффициент накопления (K_n) γ -ГХЦГ для грунтов составил 1,3–4,0, для водных растений – от 8 до 67 [Врочинский и др., 1980; Tanabe, Subramanian, 2006].

На примере северо-западной части Тихого океана выявлено, что в поверхностных водах и зоопланктоне преобладает α -изомер ГХЦГ (55–56 %), доля γ -изомера составляет 35–40 %, β -изомера была наименьшей – менее 10 %. У головоногих моллюсков количество β -изомера выше и составляет около 20 %. В тканях полосатого дельфина соотношение изомеров иное – преобладает β -изомер (до 80 %), затем следует α -изомер (10–15 %), γ -изомер находится в минимальном содержании [Tanabe et al., 1984].

Концентрация и соотношение изомеров ГХЦГ в компонентах морской среды, открытых и закрытых водоемах и живых организмах зависят от многих факторов: физико-химических свойств воды и грунтов, освещенности, видовых особенностей процессов биотрансформации, а также от продолжительности нахождения пестицидов в среде. В экосистемах дельт рек и эстуариев, на границе “река–море”, где соленость резко возрастает, происходит основной переход во взвесь растворенных в речной воде ХОП. С увеличением солености растворимость ХОП в воде уменьшается, и они переходят во взвесь [Израэль, Цыбань, 2009]. С этим связывают повышенное содержание ХОП в органах речных и эстуарных видов по сравнению с морскими видами [Tanabe, 2007].

Воздействие перечисленных и многих других факторов приводит к тому, что со временем и при продвижении по пищевой цепи в организмах накапливается наиболее устойчивая β -форма ГХЦГ [Tanabe et al., 1984]. Для оценки давности поступления пестицидов в экосистему используют отношение концентраций α - и γ -изомеров ГХЦГ. Высокое значение коэффициента, более единицы, свидетельствует о давнем присутствии ХОП в среде; значение ниже единицы, т. е. преобладание γ -изомера, характерно для “свежего” поступления [Ровинский и др., 1990].

ДДТ существует в виде основного продукта и его метаболитов – ДДД и ДДЕ. О времени существования ДДТ в объектах судят по отношению концентраций ДДТ и продукта его деградации ДДЕ. Высокие значения коэффициента ДДТ/ДДЕ свидетельствуют о недавнем поступлении ДДТ в среду, низкое – о его длительном пребывании в системе и постепенном превращении в ДДЕ.

Таким образом, концентрация и соотношение изомеров и производных ХОП в экосистеме постоянно меняются и зависят от физико-химических свойств воды и грунтов, а также от продолжительности нахождения пестицидов в среде.

ТОКСИЧНОСТЬ ХОП

В середине XX в. наиболее полно выявлена опасность хлорорганических соединений для наземных и водных организмов. Опас-

ность инсектицидов для рыб и водных беспозвоночных уже отмечалась в результатах исследований 1940–50-х годов. В 60-е годы установлено, что острое токсическое влияние этих веществ на наиболее чувствительных гидробионтов проявляется в диапазоне концентрации от 10^{-3} до 10^{-12} г/л [Брагинский и др., 1980]. Столь высокая чувствительность к малым концентрациям определяется, с одной стороны, чрезвычайной токсичностью этих веществ, с другой – специфическим характером их действия на жизненные функции. Они легко поражают любых представителей членистоногих, в частности ракообразных, составляющих основную часть морского и пресноводного зоопланктона.

Гибель массовых видов понижает способность экосистемы к самоочищению, поскольку жизнедеятельность бактерий, водорослей, ракообразных, моллюсков и других видов обеспечивает трансформацию органического вещества в водоеме.

ХОП способны подавлять эндокринную систему у водных организмов, особенно в критические периоды жизни. Через окружающую среду или пищевую цепь ХОП могут поражать иммунную систему птиц и млекопитающих, приводить к отклонениям в половых характеристиках отдельных особей, изменяя половую структуру популяций. Установлено, что большинство животных, в организме которых содержатся высокие концентрации ХОП, страдают от новообразований [Tanabe, Subramanian, 2006].

В докладе [State of Canada's environment, 1996] отмечено, что ХОП представляют угрозу для живых организмов на трех уровнях: генетическом, популяционном и экосистемном. Их негативное влияние на гормональную и ферментативную системы наземных и водных организмов приводит к генетическим дисфункциям и снижению выживаемости особей.

В результате экотоксикологической оценки влияния этих соединений на морских млекопитающих [Colborn, Smolen, 1996] установлено 65 эпидемиологических отклонений, включая эндокринное угнетение, иммунологическую и репродуктивную дисфункцию, новообразования и снижение численности популяции.

Контроль загрязнения окружающей среды основывается на санитарно-гигиенических

нормативах допустимого содержания вредных химических веществ в воздухе, воде, почве и продуктах питания. В основе нормирования лежит установление минимальных значений концентраций загрязняющих веществ, которые гарантируют безопасность для здоровья человека и среды его обитания. Безопасные уровни содержания ХОП в воздухе, воде, почве, кормах сельскохозяйственных животных приведены во многих работах и нормативных документах [Ровинский и др., 1990; Tanabe, 2007; Гигиенические нормативы..., 2010; и др.]. В России гигиенические нормативы безопасности морепродуктов для человека, требования по соблюдению данных нормативов при изготовлении, ввозе и обороте продуктов [СанПиН 2.3.2.1078-01] устанавливают более высокие концентрации ГХЦГ и ДДТ для печени рыб – 1,0 и 3,0 мг/кг соответственно.

ПРИМЕРЫ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХОП В ЭКОСИСТЕМАХ МИРОВОГО ОКЕАНА

Хлорорганические соединения за счет своей липофильности способны к биомагнификации и накапливаются от низших к высшим трофическим уровням. Попадая в водную среду, ХОП связываются с частицами взвеси и оседают на дно, образуя донные отложения. Например, в Бенгальском заливе (Индийский океан) максимальная концентрация ХОП в донных отложениях составляла 11,36 мкг/кг сухого веса [Rajendran et al., 2005], а в р. Ямуна (Индия) – 209,5 мкг/кг сухого веса [Bhupander et al., 2011]. В реках г. Тяньцзинь (Китай) максимальная концентрация достигала 337 мкг/кг сухого веса [Lu et al., 2013]. На побережье Восточно-Китайского моря концентрация ХОП в донных отложениях находилась в пределах 0,1–7,2 мкг/кг сухого веса [Lin et al., 2012], на севере Южно-Китайского моря – от 0,04 до 3,9 мкг/кг сухого веса [Chen et al., 2006], в северо-западной части Желтого моря – от 0,2 до 9,3 мкг/кг сухого веса [Hu et al., 2009]. В эстуарных зонах рек залива Петра Великого (Японское море) максимальное содержание отмечено в р. Раздольной (45,4 мкг/кг сухого веса) [Лукьянова и др., 2012]. В донных отложениях континентальных морей также отмечается присутствие ХОП. Например, в Средиземном море у берегов Франции содержание токсикан-

тов составляет 255 мкг/кг сухого веса [Wafu et al., 2006], а в Черном море на побережье Турции – 108 мкг/кг сухого веса [Bakan, Ariman, 2004].

ХОП также присутствуют в толще воды, где они сорбируются частицами взвеси. Например, вблизи г. Осака (Японское море, Тихий океан) содержание ХОП в воде варьирует в диапазоне 0,5–2,7 нг/л [Kawanishi et al., 2005], в Бенгальском заливе (Индийский океан) – от 5,6 до 12,5 нг/л [Rajendran et al., 2005]. Концентрации ХОП вдоль побережья Калифорнии распределялись практически одинаково. Например, в заливах штата Калифорния – Монтерей, Халф Мун и Сан Пабло – концентрации составили 44,3, 39,4 и 47,9 нг/л соответственно, а в районе Золотых Ворот в Сан-Франциско – 16,5 нг/л [Menzies et al., 2013]. В воде рек Ганг (Индия) и Цзюлун (Китай) максимальное содержание ХОП составило 174 нг/л [Sinha, 2003] и 415 нг/л [Maskaoui et al., 2005] соответственно.

Хлорорганические соединения хорошо аккумулируются организмами-фильтраторами, например двусторчатыми моллюсками, которые успешно и широко применяются в качестве биоиндикаторов для мониторинга ХОП в природных водах.

По Азиатско-Тихоокеанской программе наблюдения за моллюсками (APMW) в течение 1997–2000 гг. осуществлялся мониторинг загрязнения морской среды [Tanabe, 2000] с использованием в качестве биоиндикаторов мидий и устриц. ХОС были обнаружены во всех образцах мидий в странах, участвующих в программе (Камбоджа, Китай, Гонконг, Индия, Индонезия, Япония, Корея, Малайзия, Филиппины, Дальний Восток России, Сингапур, Вьетнам) [Tanabe, Subramanian, 2006]. Во многих образцах обнаружены значительные остаточные концентрации ДДТ и α -ГХЦГ. Суммарные концентрации изомеров ГХЦГ и ДДТ и метаболитов в мягких тканях мидий, отобранных в водах развивающихся стран Азии, были выше, чем в особях из развитых стран. Например, максимальное содержание ГХЦГ в мидии *Perna viridis* составило 430 нг/г липидов в Индии и 20 нг/г липидов – в Республике Корея и Японии. ДДТ в максимальных концентрациях обнаружен в Гонконге (61000 нг/г липидов), Китае (34000 нг/г липидов), тогда как в Японии всего 100 нг/г

липидов. В мидиях рода *Mytilus* содержание ДДТ составило в Китае 29000 нг/г липидов [Monirith et al., 2003], в Гонконге – 8000 нг/г липидов, на тихоокеанском побережье России – 900 нг/г липидов, а в Индии, Японии, Корее, Вьетнаме, Сингапуре, Малайзии, Индонезии, Камбодже – менее 800 нг/г липидов [Minh et al., 2002]. ГХЦГ в мидиях из вышеперечисленных стран не превышал 120 нг/г липидов (Индия) [Tanabe, 2007].

Рыбы, являясь частью трофической цепи, накапливают в своих органах и тканях стойкие органические загрязняющие вещества в процессе биомагнификации. Рыбы распространены повсеместно и в большинстве случаев отражают уровни содержания ХОП в среде. Содержание поллютантов зависит от многих факторов, одним из которых является миграция. Японские ученые провели ряд исследований мигрирующих (*Diaphus theta* и *Ceratoscopelus warmingi*) и немигрирующих (*Stenobranchius nannochir* и *Lampanyctus regalis*) видов и выявили, что концентрации ХОП в первых (до 180 нг/г липидов) ниже таковых у последних (до 310 нг/г липидов) [Takahashi et al., 2000; Tanabe, Subramanian, 2006; Tanabe, 2007].

Ueno et al. [2003] использовали для мониторинга прибрежных районов Японии, о-ва Тайвань, Филиппин, Индонезии, Сейшельских островов, Бразилии и Индии полосатого тунца. Максимальное содержание ХОП выявлено у рыб, выловленных в прибрежных водах Китая (700 нг/г липидов).

Kajiwara et al. [2003] определили концентрации ХОП в пяти видах осетровых (белуга, русский осетр, севрюга, персидский осетр, шип) из Каспийского моря – крупнейшего закрытого водоема в мире, ограниченного территориями России, Азербайджана, Казахстана, Туркменистана и Ирана. Максимальное содержание зарегистрировано в белуге (17700 нг/г липидов) и русском осетре (3050 нг/г липидов).

Тихоокеанские лососи – одни из самых массовых промысловых рыб. Содержание хлорорганических поллютантов в них распределяется таким образом, что у “жирных” видов (чавыча и нерка) концентрации выше, чем у более “постных” (кета, горбуша). Например, ХОП в чавыче из моря Селиш (Вашингтон) составляют 2420 нг/г липидов [Good et al., 2014], в нерке из Аляски – 1911 нг/г

липидов [Apeti et al., 2013], а в кете и горбуше из Аляски – 243 и 80 нг/г липидов соответственно [Gerlach, 2013].

Морские птицы могут быть как промежуточным, так и завершающим звеном трофической цепи. Питаясь живыми организмами, в процессе биомагнификации они накапливают в своих органах токсичные поллютанты. От типа питания и характера миграций зависит и содержание ХОП в органах и тканях. Например, бургомистр из Баренцева моря, питающийся рыбой, падалью и яйцами других птиц, накапливает в своем теле 216 157 нг ХОП/г липидов [Knudsen et al., 2007]. Большой поморник (Исландия), пища которого состоит главным образом из рыбы, аккумулирует поллютантов до 55600 нг/г липидов [Jorundsdottiro et al., 2010]. Рыбы моря Баффина (Северный Ледовитый океан) содержат меньшее количество ХОП за счет своей удаленности от потенциальных источников загрязнения. Например, глупыш, который питается ракообразными, рыбой, кальмарами, планктоном, при случае – падалью, содержит токсикантов 4934 нг/липидов, а обыкновенная моевка, имеющая сходный с глупышом тип питания, – 1323 нг/г липидов [Buckman et al., 2004].

Все ХОП являются высоколипофильными соединениями, а жировые запасы в подкожных слоях морских млекопитающих действуют как накопители данных соединений. Млекопитающие по сравнению с большинством других морских организмов живут дольше, следовательно, подвергаются более длительному воздействию ксенобиотиков. Поэтому их можно считать важными видами для мониторинга долгосрочных проявлений ХОП в морской среде и использовать как индикаторы глобального загрязнения. Но так как многие из них мигрируют, то о локальном загрязнении говорить сложно [Tanabe, Subramanian, 2006; Tanabe, 2007].

Морские млекопитающие имеют продолжительный цикл жизни, в их органах обнаружены высокие концентрации пестицидов. Однако содержание поллютантов в самках и самцах существенно различается. В целом, концентрации ХОП сравнимы в неполовозрелых самцах и самках и увеличиваются до наступления половой зрелости животных. После этого у самцов концентрация ХОП продолжа-

ет увеличиваться, а в самках выходит на плато или незначительно уменьшается [Tanabe, Subramanian, 2006]. Обнаружены более высокие концентрации ХОП в самках белокрылой морской свиньи в случае отсутствия овуляции (120000 нг/г липидов) по сравнению со здоровым репродуктивным циклом (3000 нг/г липидов) [Kajiwara et al., 2002]. Более низкие концентрации ХОП у самок морских млекопитающих (китообразных и ластоногих) обусловлены трансфером ксенобиотиков от матери к плоду во время беременности (трансплацентарный перенос через общую кровеносную систему), а позже и в лактационный период (с молоком матери, имеющим высокое содержание липидов) [Greig et al., 2007; Vanden Berghe et al., 2012].

Помимо возрастной тенденции в накоплении ХОП морскими млекопитающими огромное значение имеет характер питания. В целом рыбадные накапливают более высокие концентрации, чем те, которые питаются планктоном [Tanabe, Subramanian, 2006; Цыганков и др., 2014а]. Например, в бесперой морской свинье, питающейся преимущественно ракообразными и головоногими организмами, содержание ХОП составило 48000 нг/г липидов [Park et al., 2010]. У косатки, хищника с широким спектром питания (рыбы, ластоногие и т. д.), концентрация ХОП равнялась 161300 нг/г липидов [Krahn et al., 2007]. У ларги, питающейся преимущественно рыбой, содержание токсикантов было около 381400 нг/г липидов [Трухин, Боярова, 2013].

Чрезвычайная персистентность и летучесть ХОП стали причиной их повсеместного распространения в Мировом океане, порождая региональное и глобальное загрязнение. Они аккумулируются в различных компонентах морских экосистем. В результате биомагнификации наибольшая концентрация оказывается у представителей высших трофических уровней (морских птиц и млекопитающих).

ХОП В МОРСКИХ ОРГАНИЗМАХ ДАЛЬНЕВОСТОЧНЫХ МОРЕЙ (2000–2016 гг.)

В дальневосточных морях России исследования хлорорганических соединений в морских экосистемах проводились фрагментарно. Некоторые данные об уровнях ХОП в компонентах экосистем Японского моря приве-

дены в работах А. В. Ткалина с соавторами [Tkalin et al., 1997, 2000]. Более подробный мониторинг ХОП в Японском море приведен в работах М. Д. Бояровой и О. Н. Лукьяновой с соавторами [Боярова и др., 2004; Боярова, Лукьянова, 2006, 2012; Лукьянова и др., 2007, 2012; Боярова, 2008; Lukyanova, 2013]. Современные данные о содержании ХОП в экосистемах Берингова и Охотского морей представлены в наших работах [Цыганков, 2012; Лукьянова и др., 2014, 2015; Цыганков и др., 2014а, б; Tsygankov et al., 2015, 2016а, б, 2017, 2018; Lukyanova et al., 2016; Tsygankov, 2016].

В Беринговом море за последние годы исследовались аккумуляция, биотрансформация и транспорт ХОП в тихоокеанских лососях и морских млекопитающих; в Охотском море – в морских птицах и тихоокеанских лососях (табл. 1), в Японском море – в моллюсках и рыбах (табл. 2).

В Японском море моллюски и рыбы собирали в отдельных районах залива Петра Великого – в заливах Посъета, Амурском и Уссурийском; образцы млекопитающих (серый кит и тихоокеанский морж) – в Беринговом море в Мечигменском заливе, вблизи пос. Лорино; тихоокеанские лососи (нерка *Oncorhynchus nerka* и чавыча *O. tshawytscha*) – в юго-западной части моря, вблизи Командорских островов и Восточной Камчатки. Также тихоокеанские лососи (горбуша *O. gorbusha*, кета *O. keta*, нерка *O. nerka* и чавыча *O. tshawytscha*) и морские птицы (глупыш *Fulmarus glacialis*, большая конюга *Aethia cristatella*, конюга-крошка *Aethia pusilla*, тихоокеанская чайка *Larus schistisagus*, серая качурка *Oceanodroma furcata*) собраны в Охотском море, близ западного побережья п-ова Камчатка, вдоль западной части Курильских островов в прибрежных районах и около о-ва Хоккайдо, в экспедициях ТИПРО-Центра.

Моллюски и рыбы Японского моря. Суммарное содержание ХОП у мидий из разных районов зал. Петра Великого, особенно вблизи г. Владивостока, за последние десятилетия увеличилось почти в 10 раз. По данным А. В. Ткалина с соавторами [Tkalin et al., 1997], в 1996 г. общее содержание ХОП в мягких тканях мидии Грея из Амурского и Уссурийского заливов составляло около 4,5 нг/г. По нашим данным, в 2004 г. суммарное со-

Т а б л и ц а 1
Хлорорганические пестициды (ΣГХЦП и ΣДДТ) (нг/г липидов) в липидной фракции организмов Охотского и Берингова морей

Вид	Район	Период сбора проб, год	ΣГХЦП	ΣДДТ	Источник
Горбуша (<i>O. gorbusha</i>)	Северо-западная часть Тихого океана (открытые воды Курильских островов); юго-западная часть Берингова моря (вблизи Командорских островов и Восточной Камчатки)	2013	9,2	132,3	Лукьянова и др., 2014, 2015; Lukyanova et al., 2016; Tsygankov, 2016; Tsygankov et al., 2016б
Кета (<i>O. keta</i>)			14,1	111,4	
Нерка (<i>Oncorhynchus nerka</i>)		2010–2011	465	833	
Чавыча (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)			193,6	2984,3	
Глупыш (<i>Fulmarus glacialis</i>)	Юго-восточная часть Охотского моря (западное побережье п-ова Камчатка и Курильские острова)	2012	3335,3	1630,47	Tsygankov et al., 2016а; 2017, 2018
Большая конюга (<i>Aethia cristatella</i>)			7575,36	884,78	
Тихоокеанская чайка (<i>Larus schistisagus</i>)			3576,41	674,66	
Серая качурка (<i>Oceanodroma furcata</i>)			2017,05	377,1	
Конюга-крошка (<i>Aethia pusilla</i>)			1583,5	1220,97	
Тихоокеанский морж (<i>Odobenus rosmarus divergens</i>)	Мечигменский залив Берингова моря (п. Лорино)	2011	4220	2070	Цыганков и др., 2014а, б; Tsygankov et al., 2015
Серый кит (<i>Eschrichtius robustus</i>)		2010	14140	12160	Цыганков, 2012; Цыганков и др., 2014б; Tsygankov et al., 2015, 2018

Т а б л и ц а 2
Хлорорганические пестициды (ΣГХЦГ и ΣДДТ) (нг/г сырой массы) в органах гидробионтов Японского моря (2001–2005 гг.)

Вид	Орган	Район	ΣГХЦГ	ΣДДТ	Источник
Сельдь тихоокеанская (<i>Clupea pallasii</i>)	Мышцы	Юго-западная часть зал. Петра Великого	1,4	1,1	Боярова и др., 2004; Боярова, Лукьянова, 2012
	Печень		4,6	6	
Керчак снежный (<i>Mucohoserphalus brandti</i>)	Мышцы		0,6	1,5	
Камбала темная (<i>P. obscurus</i>)	Мышцы		0	6,1	
	Печень		148	12	
Приморский гребешок (<i>M. yessoensis</i>)	Гепатопанкреас		785,6	5,2	
	Гонады		265,9	15,6	
Камбала звездчатая (<i>P. stellatus</i>)	Печень	Бухта Сивучья, зал. Петра Великого	118,1	17,1	Боярова и др., 2004; Боярова, 2008
Камбала темная (<i>P. obscurus</i>)	Печень		45,7	11,9	
Бычок (<i>M. branti</i>)	Мышцы		0,6	1,5	
Сельдь (<i>S. pallasii</i>)	Печень		4,6	6	
Краснопёрка крупночешуйная (<i>Tribolodon hakonensis</i>)	Печень		10	42,8	
Лобан (<i>Mugil serphalus</i>)	Печень		96,4	38,8	
Приморский гребешок (<i>Mizohorsten yessoensis</i>)	Мягкие ткани	Залив Посыета	395	–	Боярова, Лукьянова, 2006
Мидия Грея (<i>Strenomytilus grayanus</i>)	Мягкие ткани		170	446	
Дальневосточная навага (<i>Eleginus gracilis</i>)	Мышцы		8	630	
Золотистый бычок (<i>Acanthogobius flavimanus</i>)	Мышцы		12	252	
Камбала звездчатая (<i>P. stellatus</i>)	Мышцы	Амурский залив	–	0,2	Боярова и др., 2004
	Печень		49,0	6	
Камбала темная (<i>P. obscurus</i>)	Печень		62,3	351,8	
Камбала полосатая (<i>P. pinnifasciatus</i>)	Печень		41,0	30,9	
Мидия Грея (<i>S. grayanus</i>)	Мягкие ткани		30,3	16,2	
Камбала полосатая (<i>L. pinnifasciatus</i>)	Печень		17,4	122,5	Ващенко и др., 2005
Камбала полосатая (<i>Pleuonacthes pinnifasciatus</i>)	Печень	Уссурийский залив	136	1242	Боярова и др., 2004; Боярова, 2008
Камбала полосатая (<i>P. pinnifasciatus</i>)	Мышцы		9,5	20	
Мидия Грея (<i>S. grayanus</i>)	Мягкие ткани		14,6	7,8	

держании ХОП у мидий из Амурского залива было около 50,0 нг/г, из Уссурийского залива – около 20,0 нг/г.

В 1998 г. в мягких тканях мидий, собранных в прибрежных водах о-ва Рейнеке, концентрация ХОП не превышала 0,8 нг/г [Tkalin et al., 2000], в 2004 г. содержание достигло 25,8 нг/г [Боярова, 2008]. Повышение суммарного содержания ХОП в мидиях как из внутренних районов Амурского и Уссурийского заливов, так и в условно-фоновом районе о-ва Рейнеке можно считать отражением продолжающейся хозяйственной деятельности на юге Приморского края, атмосферный перенос и морские течения из районов, где продолжается использование ХОП (Индия и Китай). Не стоит забывать и о длительности распада соединений в окружающей среде, который составляет несколько десятков лет. Разная концентрация также может быть связана с разными методическими подходами и инструментальным определением.

Высокое суммарное содержание ХОП (616 нг/г) с абсолютным преобладанием ДДТ и его метаболитов (450 нг/г) обнаружено в мидиях из зал. Посъета, что может быть связано с влиянием р. Туманной, выносящей в море большое количество различных загрязняющих веществ. Концентрации ХОП у мидий из зал. Посъета были значительно выше, чем у мидий из Амурского и Уссурийского заливов. Таким образом, трансграничный перенос загрязняющих веществ имеет большое значение в прибрежных водах Приморья [Боярова, Лукьянова, 2006].

Анализ соотношений количества ДДТ и его метаболитов и изомеров ГХЦГ в органах моллюсков показывает, что в мидиях из зал. Посъета, находящихся под влиянием трансграничного переноса загрязнения, преобладает группа ДДТ, как и у животных из других прибрежных зон азиатских стран. При этом сумма изомеров ГХЦГ в мидиях из зал. Петра Великого была значительно выше, чем у моллюсков из районов других стран. Данное обстоятельство, возможно, отражает меньшее использование линдана в сельском хозяйстве азиатских стран.

Полученные значения максимальных концентраций ХОП у мидий из зал. Петра Великого относительно малы по отношению к величинам токсичности и LD₅₀ для человека,

которые по ДДТ и его метаболитам составляют 250–400 мг/кг, по ГХЦГ – 300–500 мг/кг [Справочник химика, 1967]. Таким образом, уровень загрязнения моллюсков пестицидами в настоящее время не представляет опасности для здоровья человека.

При изучении ХОП в мышцах рыб прибрежных морских вод Приморья максимальные суммарные концентрации (638 нг/г) определены в дальневосточной наваге, выловленной в зал. Посъета. В мышцах золотистого бычка из того же залива количество ХОП также было высоким и составляло 264 нг/г. В мышцах лобана из бухты Сивучьей концентрация пестицидов была 88 нг/г. Во всех трех видах рыб, выловленных в прибрежных водах Юго-Западного Приморья, в сумме ХОП преобладали ДДТ и его метаболиты, как и у мидий из зал. Посъета.

В большинстве исследованных районов (б. Сивучья, заливы Посъета, Амурский и Уссурийский) собрано несколько видов камбал. Максимальные концентрации ХОП (150 нг/г) определены в мышцах камбал, выловленных в Амурском заливе. В отличие от рыб южного Приморья, в камбалах Амурского залива преобладала сумма изомеров ГХЦГ – 106,9 нг/г, причем на долю основного γ -изомера приходилось 74 %.

Во всех образцах печени рыб из зал. Петра Великого определены практически все изомеры ГХЦГ и ДДТ и метаболиты. Максимальные концентрации ХОП обнаружены в печени камбалы полосатой из Амурского залива (379–736 нг/г).

Тихоокеанская сельдь является важным промысловым объектом. Определение токсикантов в этом виде представляет интерес с точки зрения безопасности для здоровья человека. Суммарное содержание ХОП в мышцах тихоокеанской сельди, выловленной в зал. Петра Великого, составляло 2,5 нг/г сырой массы, что на два порядка ниже, чем в сельди Балтийского моря [Roots, 2004].

В 2008 г. исследовано содержание ХОП в органах мелкочешуйной красноперки (*Tribolodon brandtii*) из эстуариев рек Раздольная и Артемовка. Суммарные максимальные концентрации ХОП обнаружены в печени красноперок из эстуария р. Раздольной, в среднем 1700 нг/г сырого веса, у рыб из эстуария р. Артемовки сумма ХОП состав-

ляла в среднем около 1000 нг/г. В мышцах рыб этот показатель значительно ниже, чем в печени, и не превышает норматива СанПиН – 200 мг/кг сырой массы. В мышцах рыб из Раздольной она составляет в среднем 70 нг/г, из Артемовки – 57 нг/г. Основными загрязняющими веществами являются ДДТ и ДДЕ.

При сравнении содержания ХОП в органах эстуарных видов рыб – красноперок – с морскими рыбами – полосатой камбалой из Уссурийского и Амурского заливов, можно отметить, что эстуарные виды рыб накапливают ХОП в значительно большей степени, чем морские рыбы, что соответствует известной закономерности аккумуляции и седиментации ХОП на границе смешения морских и пресных вод.

Результаты исследований содержания ХОП в биоте зал. Петра Великого свидетельствуют, что в моллюсках уровень поллютантов меньше по сравнению с прибрежной зоной стран АТР, а в рыбах соответствует интервалу содержания этих веществ, определяемых в других районах Мирового океана в настоящее время.

Тихоокеанские лососи Охотского и Берингова морей. Среднее содержание пестицидов (см. табл. 1, суммарные значения Σ ГХЦГ и Σ ДДТ) в горбуше (*O. gorbuscha*), кете (*O. keta*), нерке (*O. nerka*) и чавыче (*O. tshawytscha*) составило 141,5; 125,5; 1298; 3177,9 нг/г липидов соответственно. Сопоставление общего количества ХОП в мышцах и печени всех четырех видов рыб из Охотского и Берингова морей показало, что у горбуши и кеты средние значения значимо не различаются, но они достоверно меньше ($p \leq 0,05$), чем у чавычи, а у последней – меньше, чем у нерки. Возрастание концентрации происходит в следующей последовательности: кета \leq горбуша < чавыча < нерка, при этом диапазон суммарной концентрации ХОП, например, в мышцах составлял 78,8–174,1; 89,3–222,8; 265,0–2435,4; 165,7–3020,1 нг/г липидов соответственно [Лукьянова и др., 2015; Lukyanova et al., 2016; Tsygankov et al., 2016b, 2017].

При сравнении мягких тканей кеты и горбуши достоверно ($p \leq 0,05$) большее количество пестицидов обнаружено у кеты, что может быть связано как с большей массой и жирностью рыбы, так и длительностью нахождения особей данного вида в море. Горбуша имеет однолетний годовой цикл и воз-

вращается на нерест на следующий год после ската молоди в море, кета же может нагуливаться от двух до пяти лет. Средняя масса кеты составляла 1863 г., горбуши – 1130 г. По мере роста, с увеличением веса, наряду с аккумуляцией липидов в органах накапливаются различные поллютанты. Горбуша и кета были собраны в начале лета в районе Южных Курил во время завершения нерестовых миграций, когда органы уже начинают расходовать липиды. Перед нерестом лососи теряют до 80 % своих резервных липидов, при этом удельная концентрация токсиканта на 1 г липидов увеличивается и может достигать значений, опасных для здоровья рыб [Brett, 1995].

Образцы нерки и чавычи собраны в западной части Берингова моря и в Охотском море осенью, в октябре – ноябре, когда рыбы нагуливаются в море, где могут провести несколько лет. За это время концентрация токсикантов в органах последовательно возрастает не только в метаболически активной печени, но и в резервных мышцах. Чавыча, например, 99 % всех токсикантов накапливает за время обитания в море [Cullon et al., 2009].

Количество лососей, мигрирующих к российскому побережью, варьирует год от года, но структура подхода сохраняется – 60–65 % составляет горбуша, 20–25 % – кета, 10–12 % – нерка и небольшая доля приходится на кижуча и чавычу. Кета и горбуша – основа подхода на восточной Камчатке, восточном Сахалине, материковом побережье Охотского моря, в бассейне Амура [Шунтов, Темных, 2008]. В четном 2008 г. общий вылов достиг 258 тыс. т, в рекордном нечетном 2009 г. – 542 тыс. т, в 2010 г. – 324 тыс. т. Количество рыбы, пропущенной на нерест в отдельных районах Дальнего Востока в 2008–2010 гг., приводится в ежегодниках Северо-тихоокеанской комиссии по анадромным рыбам НРАФС. Именно эта рыба останется после нереста на нерестилищах и послужит пищей для многих организмов, связывая таким образом морские и наземные пищевые цепи или, иначе говоря, перенося органическое вещество из океана на сушу.

Концентрация ХОП как средняя сумма ГХЦГ + ДДЕ для самцов и самок в целой горбуше составляла 68,85 нг/г, кете – 182,5 нг/г сырой массы. Средняя масса одного

экземпляра горбуши равна 1,3 кг, нерестовой кеты – 3,5 кг. Расчеты показывают, что одна горбуша содержит до 90 мкг пестицидов, а одна кета – до 640 мкг [Лукьянова и др., 2014]. Тогда общее количество ХОП, переносимое, например, в 2009 г. только этими двумя видами лососей на восточную Камчатку, составляет 10,4 кг, в бассейн Амура – более 13 кг, на материковое побережье Охотского моря – 8,1 кг [Лукьянова и др., 2015].

В 2008 г. поступление пестицидов за счет лососей в различные районы тихоокеанского побережья России варьировало от 520 г до 4 кг, в 2009 г. – от 470 г до 13 кг, в 2010 г. – от 350 г до 7,75 кг. За три года наибольшее количество пестицидов пришло в бассейн Амура, около 23 кг. Высокие подходы лососей в последние годы определяют ежегодный перенос пестицидов на сушу от 13 до 30 кг.

Таким образом, в лососях северо-западной части Тихого океана обнаружены хлорорганические соединения, что является отражением глобального фона пестицидов, сформировавшегося как на планете в целом, так и в Мировом океане. Аккумуляция подобных стойких высокотоксичных соединений может оказывать влияние на здоровье взрослых особей, успешность их размножения, выживание потомства. Перенос токсикантов из моря на сушу лососями в ходе биотранспорта создает угрозу загрязнения нерестилищ. Продолжение мониторинга биоаккумуляции пестицидов у лососевых непосредственно на нерестилищах в наших дальнейших исследованиях даст новые сведения об этом малоизученном факторе, способном оказать влияние на общий запас и вылов ценной группы промысловых рыб.

Морские птицы Охотского моря. Среднее содержание пестицидов в глупыше (*Fulmarus glacialis*), большой конюге (*Aethia cristatella*), тихоокеанской чайке (*Larus schistisagus*), серой качурке (*Oceanodroma furcata*) и конюге-крошке (*Aethia pusilla*) составило 5206, 8460, 4542, 2417, 2804 нг/г липидов соответственно [Tsygankov et al., 2016a, 2017].

Исследованные виды птиц из Охотского моря имеют разные размеры, следовательно, содержание подкожного жира у них различно. Известно, что ХОП концентрируются преимущественно в подкожном жире. Поэтому у более крупных птиц содержание

ХОП выше (см. табл. 1). Тихоокеанская чайка (средняя длина тела 64 см) и глупыш (47 см) в пере с кожей имеют сходные концентрации ХОП (5962 и 5949 нг/г липидов соответственно). В качурке (22 см), которая значительно меньше этих видов птиц, содержание пестицидов составило 3128 нг/г липидов. Различные уровни трофических связей у этих видов также являются причиной разной степени аккумуляции. Среднее содержание пестицидов во внутренних органах птиц отражает разный спектр питания. К кормовым объектам глупыша относятся организмы, имеющие высокий коэффициент накопления ХОП (рыбы, икра рыб, моллюски, ракообразные и другие беспозвоночные, падаль, внутренности китов, различные жирные отбросы и т. д.), следствием чего является высокое содержание пестицидов во внутренних органах (5874 нг/г). Большая конюга, конюга-крошка и качурка питаются мелкими ракообразными, морскими беспозвоночными, амфиподами и др., которые аккумулируют пестициды в меньшей степени, чем кормовые объекты глупыша. Следовательно, и содержание ХОП во внутренних органах этих видов птиц меньше: 1730, 2804 и 1705 нг/г липидов соответственно. Накопление и распределение пестицидов в органах птиц могут регулироваться и другими дополнительными факторами. Так, например, у большой конюги размером 26 см содержание ХОП в пере с кожей составило 15604 нг/г. Установление причин высоких концентраций ХОП у данного вида требует дальнейших исследований [Tsygankov et al., 2016a].

Аккумуляция пестицидов у птиц влияет на различные стороны их физиологии, например, вызывает серьезное ухудшение репродуктивной функции и истончение скорлупы яиц, что приводит к нарушению эмбрионального развития и потере потомства. Обнаружение заметных концентраций ХОП в морских птицах из Охотского моря, удаленного от активной сельскохозяйственной деятельности, служит проявлением общего глобального фона СОЗ, сформировавшегося на планете в настоящее время.

Морские млекопитающие Берингова моря. В органах серого кита содержание липидов составило от 1 до 4 % в мышцах и до 8 % в печени. В органах тихоокеанского моржа содержание липидов составило от 1 до 6 %

в мышцах и до 10 % – в печени. Расчеты показали (см. табл. 1), что в среднем общая сумма ХОП в жире серого кита составляла 6290 нг/г, тихоокеанского моржа – 26300 нг/г [Цыганков и др., 2014а, б; Tsygankov et al., 2015, 2017].

Разный уровень аккумуляции пестицидов у серого кита и тихоокеанского моржа из Берингова моря в первую очередь отражает различную степень загрязнения районов обитания особей этими поллютантами. Видовые особенности в аккумуляции липофильных ксенобиотиков в немалой степени обусловлены также общим содержанием жира в подкожной клетчатке и в отдельных органах. Большое значение имеет и степень половой зрелости особей. Исследованные нами виды имеют сходный ареал, содержание жира в их органах отличается незначительно и составляет 8–10 %, существенные различия в содержании пестицидов могут быть связаны со стадией репродуктивного цикла и характером питания. Пищей серых китов служат в основном донные ракообразные и другие мелкие бентосные организмы, обитающие как на поверхности, так и в толще мягких грунтов (инфауна). Основу рациона моржа составляют донные беспозвоночные: двустворчатые моллюски, некоторые виды креветок, лангустов, многощетинковых червей и приапулид, осьминоги и голотурии, а также некоторые виды рыб. Кроме того, иногда моржи поедают других тюленей: известны случаи нападения на кольчатую нерпу и детеныша гренландского тюленя [Бурдин, Филатова, 2009]. Кормовые объекты моржа аккумулируют больше пестицидов в теле, чем компоненты рациона серого кита, так как коэффициенты накопления поллютантов у моллюсков и рыб выше, чем у ракообразных. На основании этого можно заключить, что пищевой фактор является определяющим в различиях биоаккумуляции пестицидов у китов и моржей [Tsygankov et al., 2015, 2017].

При сравнении полученных результатов с данными для других морских млекопитающих видно, что у морских млекопитающих Берингова моря концентрации ХОП меньше, чем таковые у млекопитающих из других районов Мирового океана. Это подтверждает, что уровень загрязнения ХОП Берингова моря можно рассматривать как фоновый.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Данная работа является этапом исследования аккумуляции ХОП представителями различных звеньев пищевой цепи – “тихоокеанские лососи – птицы – морские млекопитающие” в Субарктическом регионе дальневосточных морей России. Аккумуляция ХОП происходит наиболее активно у морских млекопитающих и птиц, находящихся на вершине пищевой пирамиды. Органические поллютанты оказываются прочно встроенными в направленный транспорт биогенов, осуществляемый лососями и связывающий океанические и наземные экосистемы. Ежегодное попадание пестицидов в районы нерестилищ и постоянное увеличение их концентрации в локальных зонах определяют возможность экологического риска для определенных популяций, успех нереста которых может быть снижен вследствие токсичности среды. Морские моллюски, рыбы, млекопитающие и птицы являются биоиндикаторами ХОП в глобальном и долгосрочном масштабе. Именно эти организмы позволяют изучать интегрированные временные тенденции распространения пестицидов в морской среде, особенно в океанах. В настоящее время уровни содержания СОЗ в организмах дальневосточных морей ниже регламентируемых значений технического регламента Таможенного союза для морепродуктов.

Концентрации ХОП в Охотском и Беринговом морях можно считать фоновыми, в то время как Японское море испытывает воздействие стран, использующих эти вещества в сельском хозяйстве.

Перспективами дальнейших исследований в дальневосточных морях являются:

- расширение спектра изучаемых СОЗ в ходе нецелевого скринингового анализа “новых” ксенобиотиков;
- изучение закономерностей распределения токсикантов в пищевых цепях с использованием стабильных изотопов углерода и азота;
- исследование аккумуляции и трансформации СОЗ у жителей прибрежных регионов Дальневосточного федерального округа, активно употребляющих местные морепродукты.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (соглашение № 18-14-00120).

ЛИТЕРАТУРА

- Агапкина Г. И., Бродский Е. С., Шелепчиков А. А., Фешин Д. Б., Ефименко Е. С. Полихлорированные дибензо-*n*-диоксины и дибензофураны в почвах г. Москвы // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 2010. № 3. С. 16–20.
- Агапкина Г. И., Ефименко Е. С., Бродский Е. С., Шелепчиков А. А., Фешин Д. Б. Содержание и распределение полихлорированных бифенилов в почвах Москвы // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 2011. № 1. С. 39–45.
- Боярова М. Д. Современные уровни содержания хлорорганических пестицидов в водных организмах залива Петра Великого (Японское море) и озера Ханка: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2008.
- Боярова М. Д., Лукьянова О. Н. Хлорированные углеводороды в гидробионтах залива Посёта Японского моря // Изв. ТИНРО. 2006. Т. 145. С. 271–278.
- Боярова М. Д., Лукьянова О. Н. Хлорорганические пестициды в двусторчатых моллюсках и рыбах залива Петра Великого // Современное экологическое состояние залива Петра Великого Японского моря / ред. Н. К. Христофорова. Владивосток: Изд-во ДВФУ, 2012. С. 334–345.
- Боярова М. Д., Сяпина И. Г., Приходько Ю. В., Лукьянова О. Н. Хлорированные углеводороды в гидробионтах залива Петра Великого Японского моря // Экол. химия. 2004. Т. 13, № 2. С. 117–124.
- Брагинский Л. П., Комаровский Ф. Я., Пицолка Ю. К., Маслова О. В. Миграция стойких пестицидов в пресноводных экосистемах // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: тр. Всесоюз. совещ. Л.: Гидрометеоиздат, 1980. С. 226–231.
- Бурдин А. М., Филатова О. А. Морские млекопитающие России: справочник-определитель / Киров: Киров. обл. тип., 2009. 206 с.
- Вашченко М. А., Сяпина И. Г., Жадан П. М. ДДТ и гексахлорциклогексан в донных осадках и печени камбалы *Pleuronectes pinnifasciatus* из Амурского залива (залив Петра Великого, Японское море) // Экология. 2005. Т. 36, № 1. С. 64–68 [Vashchenko M. A., Syasina I. G., Zhadan P. M. DDT and hexachlorocyclohexane in bottom sediments and the liver of Barfin Plaice *Pleuronectes pinnifasciatus* from Amur Bay (Peter the Great Bay, the Sea of Japan) // Rus. J. Ecol. 2005. Vol. 36, N 1. P. 57–61. DOI: 10.1007/s11184-005-0010-5].
- Врочинский К. К., Телитченко М. М., Мережко А. И. Гидробиологическая миграция пестицидов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. 120 с.
- Герман А. В., Законнов В. В., Мамонтов А. А. Хлорорганические соединения в донных отложениях, бентосе и рыбе волжского плеса Рыбинского водохранилища // Вод. ресурсы. 2010. Т. 37, № 1. С. 84–88 [German A. V., Zakonnov V. V., Mamontov A. A. Organochlorine compounds in bottom sediments, benthos, and fish in the volga pool of the Rybinsk Reservoir // Water Resources. 2010. Vol. 37, N 1. P. 84–88. DOI: 10.1134/S0097807810010082].
- Гигиенические нормативы содержания пестицидов в объектах окружающей среды (перечень). Гигиенические нормативы ГН 1.2.2701-10. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора. 2010. 70 с.
- Ивантер Э. В., Медведев Н. В. Экологическая токсикология природных популяций птиц и млекопитающих Севера. М.: Наука, 2007. 229 с.
- Израэль Ю. А., Цыбань А. В. Антропогенная экология океана. М.: Флинта: Наука, 2009. 532 с.
- Исидоров В. А. Введение в химическую экотоксикологию. СПб.: Химиздат, 1999. 144 с.
- Кросби Д. Перенос и превращение пестицидов в атмосфере // Миграция и превращения пестицидов в окружающей среде: тр. I Всесоюз. совещ. М.: Гидрометеоиздат, 1979. С. 5–10.
- Лукьянова О. Н., Боярова М. Д., Черняев А. П., Барабанчиков Е. И., Алешко С. А. Хлорорганические пестициды в водных экосистемах Дальнего Востока России // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2007. № 2. С. 31–35.
- Лукьянова О. Н., Бродский Е. С., Чуйко Г. М. Стойкие органические загрязняющие вещества в донных отложениях эстуарных зон трех рек залива Петра Великого (Японское море) // Вестн. Тюм. гос. ун-та. 2012. № 12. С. 119–126.
- Лукьянова О. Н., Цыганков В. Ю., Боярова М. Д., Христофорова Н. К. Биотранспорт пестицидов тихоокеанскими лососями в Северо-Западной Пацифике // Докл. АН. 2014. Т. 456, № 3. С. 363–365 [Lukyanova O. N., Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Khristoforova N. K. Pesticide Biotransport by Pacific Salmon in the Northwestern Pacific Ocean // Doklady Biological Sciences. 2014. Vol. 456. P. 188–190. DOI: 10.1134/S0012496614030089].
- Лукьянова О. Н., Цыганков В. Ю., Боярова М. Д., Христофорова Н. К. Тихоокеанские лосося рода *Oncorhynchus* как вектор переноса стойких загрязняющих веществ в океане // Вопр. ихтиологии. 2015. Т. 55, № 3. С. 351–355 [Lukyanova O. N., Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Khristoforova N. K. Pacific Salmon as a Vector in the transfer of Persistent Organic Pollutants in the Ocean // Journal of Ichthyology. 2015. Vol. 55, N 3. P. 425–429. DOI: 10.1134/S0032945215030078].
- Мамонтова Е. А., Тарасова Е. Н., Мамонтов А. А. Стойкие органические загрязнители в атмосферном воздухе некоторых территорий Сибири и Дальнего Востока России // География и природ. ресурсы. 2012. № 4. С. 40–47.
- Маслова О. В. Зависимость накопления ДДТ от содержания липидов в тканях эстуарных рыб // Гидробиол. журн. 1981. Т. 17, № 4. С. 75–77.
- Ровинский Ф. Я., Воронова Л. Д., Афанасьев М. И., Денисова А. В., Пушкарь И. Г. Фоновый мониторинг загрязнения экосистем суши хлорорганическими соединениями. Л.: Гидрометеоиздат, 1990. 270 с.
- СанПиН 2.3.2.1078-01 Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Минздрав России, 2002. 154 с.
- Справочник химика. Т. 6: Сырье и продукты промышленности органических веществ. М.; Л.: Химия, 1967. 1010 с.
- Тинсли И. Поведение химических загрязнителей в окружающей среде. М.: Мир, 1982. 280 с.
- Трухин А. М., Боярова М. Д. Хлорированные пестициды в тканях и органах ларги (*Phoca largha* Pallas, 1811) Японского моря // Сиб. экол. журн. 2013. № 3. С. 431–437 [Trukhin A. M., Boyarova M. D. Chlorinated pesticides in tissues and organs of spotted seals (*Phoca largha* Pallas, 1811) from the Sea of Japan // Contemporary Problems of Ecology. 2013. Vol. 6, N 3. P. 336–342. DOI:10.1134/S199542551303013X].
- Цыганков В. Ю. Хлорорганические пестициды и тяжелые металлы в органах серого кита из Берингова моря // Изв. ТИНРО. 2012. Т. 170. С. 202–209.
- Цыганков В. Ю., Боярова М. Д., Лукьянова О. Н. Стойкие токсические вещества в мышцах и печени тихооке-

- анского моржа *Odobenus rosmarus divergens* Illiger, 1815 из Берингова моря // Биология моря. 2014а. Т. 40, № 2. С. 158–161 [Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Lukyanova O. N. Persistent Toxic Substances in the Muscles and Liver of the Pacific Walrus *Odobenus rosmarus divergens* Illiger, 1815 from the Bering Sea // Russian Journal of Marine Biology. 2014. Vol. 40, N 2. P. 147–151. DOI: 10.1134/S1063074014020102].
- Цыганков В. Ю., Боярова М. Д., Лукьянова О. Н., Христофорова Н. К. Гексахлорциклопексан и ДДТ в морских организмах Охотского и Берингова морей // Изв. ТИНРО. 2014б. Т. 176. P. 225–232. DOI: 10.26428/1606-9919-2014-176-5-10.
- Цыденова О. В. Хлорорганические соединения в экосистемах озера Байкал и его бассейна: автореф. дис. ... канд. хим. наук. М.: РГБ, 2005.
- Чуйко Г. М., Законнов В. В., Морозов А. А., Бродский Е. С., Шелепчиков А. А., Фешин Д. Б. Пространственное распределение и качественный состав полихлорированных бифенилов (ПХБ) и хлорорганических пестицидов (ХОП) в донных отложениях и леще (*Abramis brama* L.) Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. 2010. № 10. С. 98–108 [Chuiko G. M., Zakonnov V. V., Morozov A. A., Brodskii E. S., Shelepchikov A. A., Feshin D. B. Spatial distribution and qualitative composition of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in bottom sediments and bream (*Abramis brama* L.) from the Rybinsk Reservoir // Inland Water Biol. 2010. N 3. P. 193–202. DOI: 10.1134/S199508291002015X].
- Шунтов В. П., Темных О. С. Тихоокеанские лососи в морских и океанических экосистемах. Т. 1. Владивосток: ТИНРО-Центр, 2008. 481 с.
- Apeti D. A., Hartwell S. I., Myers S. M., Hetrick J., Davenport J. Assessment of contaminant body burdens and histopathology of fish and shellfish species frequently used for subsistence food by Alaskan Native communities // North Pacific Res. Board Final Report. 2013. 63 p.
- Bakan G., Ariman S. Persistent organochlorine residues in sediments along the coast of mid-Black Sea region of Turkey // Mar. Pollut. Bull. 2004. Vol. 48. P. 1031–1039. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2003.12.005.
- Bhupander K., Meenu M., Gargi G., Richa G., Kumar S. S., Dev P., Sanjay K., Shekhar S. C. Distribution and Ecotoxicological Risk Assessment of Persistent Organic Pollutants (POPs) In River Sediments from Delhi, India // Adv. Life Sci. Technol. 2011. Vol. 1. P. 1–13.
- Bidleman T. F. Atmospheric transport and air-surface exchange of pesticides // Water, Air, Soil Pollut. 1999. N 115. P. 115–166. DOI: 10.1023/A:1005249305515.
- Brett J. R. Energetics // Physiological ecology of Pacific salmon / Eds. C. Groot, L. Margolis, W. C. Clarke. University of British Columbia; Vancouver; BC; Canada, 1995. P. 3–68.
- Buckman A. H., Norstrom R. J., Hobson K. A., Karnovsky N. J., Duffe J., Fisk A. T. Organochlorine contaminants in seven species of Arctic seabirds from northern Baffin Bay // Environ. Pollut. 2004. Vol. 128. P. 327–338. DOI: 10.1016/j.envpol.2003.09.017.
- Chen S. J., Luo X. J., Mai B. X., Sheng G. Y., Fu J. M., Zeng E. Y. Distribution and mass inventories of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in sediments of the Pearl River Estuary and the Northern South China Sea // Environ. Sci. Technol. 2006. Vol. 40. P. 709–714.
- Colborn T., Smolen M. J. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans // Rev. Environ. Contam. Toxicol. 1996. Vol. 146. P. 91–172.
- Cullon D. L., Yunker M. B., Alleyne C., Dangerfield N. J., O'Neill S., Whittar M. J., Ross P. S. Persistent organic pollutants in chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): implications for resident killer whales of British Columbia and Adjacent waters // Environ. Toxicol. Chem. 2009. Vol. 28, N 1. P. 148–161. DOI: 10.1897/08-125.1.
- Gerlach B. Fish Monitoring Program. Alaska Department of Environmental Conservation // Fish Tissue Testing Program. 2013.
- Good T. P., Pearson S. F., Hodum P., Boyd D., Anulacion B. F., Ylitalo G. M. Persistent organic pollutants in forage fish prey of rhinoceros auklets breeding in Puget Sound and the northern California Current // Mar. Pollut. Bull. 2014. Vol. 86. P. 367–378. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.042.
- Greig D. J., Ylitalo G. M., Hall A. J., Fauquier D. A., Gulland F. Transplacental transfer of organochlorines in California sea lions (*Zalophus californianus*) // Environ. Toxicol. Chem. 2007. Vol. 26, N 1. P. 37–44. DOI: 10.1897/05-609R.1.
- Hu L. M., Zhang G., Zheng B. H., Qin Y., Lin T., Guo Z. Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in surface sediments of the Bohai Sea, China // Chemosphere. 2009. Vol. 77. P. 663–672. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.07.070.
- Jorundsdottir H., Lofstrand K., Svavarsson J., Bignert A., Bergman A. Organochlorine Compounds and Their Metabolites in Seven Icelandic Seabird Species – a Comparative Study // Environ. Sci. Technol. 2010. Vol. 44. P. 3252–3259. DOI: 10.1021/es902812x.
- Kajiwara N., Ueno D., Monirith I., Tanabe S., Pourkazemi M., Aubrey D. G. Contamination by organochlorine compounds in sturgeons from Caspian Sea during 2001 and 2002 // Mar. Pollut. Bull. 2003. Vol. 46. P. 741–747. DOI: 10.1016/S0025-326X(03)00047-X.
- Kajiwara N., Niimi S., Watanabe M., Ito Y., Takahashi S., Tanabe S., Khuraskin L. S., Miyazaki N. Organochlorine and organotin compounds in Caspian seals (*Phoca caspica*) collected during an unusual mortality event in the Caspian Sea in 2000 // Environ. Pollut. 2002. Vol. 117. P. 391–402. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00200-7.
- Kawanishi T., Kunugi M., Hayakawa K. Monitoring chemical substances in surface sea water in North Pacific Area // PICES 14th Annual Meeting. Vladivostok, Russia. 2005.
- Knudsen L. B., Sagerup K., Polder A., Schlabach M., Josefsen T. D., Strom H., Skare J. U., Gabrielsen G. W. Halogenated organic contaminants and mercury in dead or dying seabirds on Bjornoya (Svalbard). Norwegian polar institute, 2007. 45 p.
- Krahn M. M., Hanson M. B., Baird R. W., Boyer R. H., Burrows D. G., Emmons C. K., Ford J. K., Jones L. L., Noren D. P., Ross P. S., Schorr G. S., Collier T. K. Persistent organic pollutants and stable isotopes in biopsy samples (2004/2006) from Southern Resident killer whales // Mar. Pollut. Bull. 2007. Vol. 54. P. 1903–1911. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.08.015.
- Lin T., Hu L., Shi X., Li Y., Guo Z., Zhang G. Distribution and sources of organochlorine pesticides in sediments of the coastal East China Sea // Mar. Pollut.

- Bull. 2012. Vol. 64. P. 1549–1555. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.05.021.
- Lu X., Chen C., Zhang S., Hou Z., Yang J. Concentration Levels and Ecological Risks of Persistent Organic Pollutants in the Surface Sediments of Tianjin Coastal Area, China // *Sci. World J.* 2013. Vol. 2013. P. 1–8. DOI: 10.1155/2013/417435.
- Lukyanova O. N. Persistent organic pollutants in marine ecosystems in Russian Far East: Sources, transport, biological effects. LAP Lambert Academic Publishing, 2013. 108 p.
- Lukyanova O. N., Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Khriforova N. K. Bioaccumulation of HCHs and DDTs in organs of Pacific salmon (genus *Oncorhynchus*) from the Sea of Okhotsk and the Bering Sea // *Chemosphere.* 2016. Vol. 157. P. 174–180. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.05.039.
- Macdonald R. W., Barrie L. A., Bidleman T. F., Diamond M. L., Gregor D. J., Semkin R. G., Strachan W. M. J., Li Y. F., Wania F., Aleee M., Alexeeva L. B., Backus S. M., Bailey R., Bewers J. M., Gobeil C., Halsall C. J., Harner T., Hoff J. T., Jantunen L. M. M., Lockhart W. L., Mackay D., Muir D. C. G., Pudykiewicz J., Reimer K. J., Smith J. N., Stern G. A., Schroeder W. H., Wagemann R., Yunker M. B. Contaminants in the Canadian Arctic: 5 years of progress in understanding sources, occurrence and pathways // *Sci. Total Environ.* 2000. Vol. 254. P. 93–234. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00434-4.
- Maskaoui K., Zhou J. L., Zheng T. L., Hong H., Yud Z. Organochlorine micropollutants in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea, China // *Mar. Pollut. Bull.* 2005. Vol. 51. P. 950–959. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2004.11.018.
- Menzies R., Quinete N. S., Gardinali P., Seba D. Baseline occurrence of organochlorine pesticides and other xenobiotics in the marine environment: Caribbean and Pacific collections // *Mar. Pollut. Bull.* 2013. Vol. 70. P. 289–295. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.03.003.
- Minh T. B., Kunisue T., Yen N. T., Watanabe M., Tanabe S., Hue N. D., Qui V. Persistent organochlorine residues and their bioaccumulation profiles in resident and migratory birds from North Vietnam // *Environ. Toxicol. Chem.* 2002. Vol. 21. P. 2108–2118. DOI: 10.1002/etc.5620211014.
- Monirith I., Ueno D., Takahashi S., Nakata H., Sudaryanto A., Subramanian A., Karuppiah S., Ismail A., Muchtar M., Zheng J., Richardson B. J., Prudente M., Hue N. D., Tana T. S., Tkalin A. V., Tanabe S. Asia-Pacific mussel watch: monitoring contamination of persistent organochlorine compounds in coastal waters of Asia countries // *Mar. Pollut. Bull.* 2003. Vol. 46. P. 281–300. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00400-9.
- Negoita T. G., Covaci A., Gheorghe A., Schepens P. Distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in soils from the East Antarctic coast // *J. Environ. Monitoring.* 2003. Vol. 5, N 2. P. 281–286. DOI: 10.1039/b300555k.
- Park B., Park G., An Y., Choi H., Kim G. B., Moon H. Organohalogen contaminants in finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from Korean coastal waters: Contamination status, maternal transfer and ecotoxicological implications // *Mar. Pollut. Bull.* 2010. Vol. 60. P. 768–774. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.03.023.
- Rajendran R. B., Imagawa T., Tao H., Ramesh R. Distribution of PCBs, HCHs and DDTs, and their ecotoxicological implications in Bay of Bengal, India // *Environ. Int.* 2005. Vol. 31. P. 503–512. DOI: 10.1016/j.envint.2004.10.009.
- Roots O. Persistent organic pollutants in the Baltic Sea (1969–2002) // *Environ. Chem. (Ekologicheskaya khimiya).* 2004. Vol. 13, N 1. C. 54–66.
- Sinha S. K. Ganga Struggling with Pesticides. 2003. www.cleanganga.com.
- State of Canada's environment. Ottawa–Ontario: Environment Canada, 1996. 808 p.
- Takahashi S., Tanabe S., Kawaguchi K. Organochlorine and butyltin residues in mesopelagic myctophid fishes from the Western North Pacific // *Environ. Sci. Technol.* 2000. Vol. 34. P. 5129–5136. DOI: 10.1021/es991446m.
- Tanabe S. Asia-Pacific mussel watch progress report // *Mar. Pollut. Bull.* 2000. Vol. 40. P. 651. DOI: 10.1016/S0025-326X(00)00019-9.
- Tanabe S. Contamination by Persistent Toxic Substances in the Asia-Pacific Region // *Persistent Organic Pollutants in Asia: Sources, Distributions, Transport and Fate. Developments in Environmental Science.* Vol. 7. / Eds. A. Li, S. Tanabe, G. Jiang, J. P. Giesy, P. K. S. Lam. 2007. P. 773–817. DOI: 10.1016/S1474-8177(07)07018-0.
- Tanabe S., Subramanian A. Bioindicators of POPs. Japan: Kyoto University Press and Trans Pacific Press, 2006. 190 p.
- Tanabe S., Tanaka H., Tatsukawa R. Polychlorobiphenyls, DDT and hexachlorocyclohexane isomers in the Western North Pacific ecosystem // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1984. Vol. 13. P. 731–738. DOI: 10.1007/BF01055937.
- Tkalin A. V., Lishavskaya T. S., Hills J. W. Organochlorine pesticides in mussels and bottom sediments from Peter the Great Bay near Vladivostok // *Ocean Res.* 1997. Vol. 19, N 2. P. 115–119.
- Tkalin A. V., Samsonov D. P., Lishavskaya T. S., Ghenrik G. V. New date on organochlorine distributions in the marine environment near Vladivostok // *Mar. Pollut. Bull.* 2000. Vol. 40. P. 879–881. DOI: 10.1016/S0025-326X(00)00091-6.
- Tsygankov V. Yu. The Kuril Islands as a Potential Region for Aquaculture: Organochlorine Pesticides in Pink and Chum Salmon // *J. Aquacult. Res. & Development.* 2016. Vol. 7, N 8. P. 442. DOI: 10.4172/2155-9546.1000442.
- Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Lukyanova O. N. Bioaccumulation of Persistent Organochlorine Pesticides (OCPs) by Gray Whale and Pacific Walrus from the Western Part of the Bering Sea // *Mar. Pollut. Bull.* 2015. Vol. 99. P. 235–239. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.020.
- Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Lukyanova O. N. Bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) in the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) from the Sea of Okhotsk // *Mar. Pollut. Bull.* 2016a. Vol. 110. P. 82–85. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.084.
- Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Lukyanova O. N., Khriforova N. K. Bioindicators of organochlorine pesticides (OCPs) in the Sea of Okhotsk and the western Bering Sea // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2017. Vol. 73 P. 176–184. DOI: 10.1007/s00244-017-0380-2.
- Tsygankov V. Yu., Lukyanova O. N., Boyarova M. D. Organochlorine Pesticide Accumulation in Seabirds and Marine Mammals from the Northwest Pacific // *Mar. Pollut. Bull.* 2018. Vol. 128. P. 208–213. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.01.027.

- Tsygankov V. Yu., Lukyanova O. N., Khristoforova N. K. The Sea of Okhotsk and the Bering Sea as the region of natural aquaculture: Organochlorine pesticides in Pacific salmon // *Mar. Pollut. Bull.* 2016b. Vol. 113. P. 69–74. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.060.
- Ueno D., Takahashi S., Tanaka H., Subramanian A. N., Fillmann G., Nakata H., Lam P. K., Zheng J., Muchtar M., Prudente M., Chung K. H., Tanabe S. Global pollution monitoring of PCBs and organochlorine pesticides using skipjack tuna as a bioindicator // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2003. Vol. 45. P. 378–389. DOI: 10.1007/s00244-002-0131-9.
- Vanden Berghe M., Weijs L., Habran S., Das K., Bugli C., Rees J. F., Pomeroy P., Covaci A., Debier C. Selective transfer of persistent organic pollutants and their metabolites in grey seals during lactation // *Environ. Int.* 2012. Vol. 46. P. 6–15. DOI: 10.1016/j.envint.2012.04.011.
- Van den Brink N. W. Directed transport of volatile organochlorine pollutants to polar regions: the effect on the contamination pattern of Antarctic seabirds // *Sci. Total Environ.* 1997. Vol. 198, N 1. P. 43–50. DOI: 10.1016/S0048-9697(97)05440-5.
- Wafo E., Sarrazin L., Diana C., Schembri T., Lagadec V., Monod J. Polychlorinated biphenyls and DDT residues distribution in sediments of Cortiou (Marseille, France) // *Mar. Pollut. Bull.* 2006. Vol. 52. P. 104–107. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.09.041.
- Wania F., Axelman J., Broman D. A review of processes involved in the exchange of persistent organic pollutants across the air-sea interface // *Environ. Pollution.* 1998. Vol. 102. P. 3–23. DOI: 10.1016/S0269-7491(98)00072-4.
- Wania F., Mackay D. Tracking the distribution of persistent organic pollutants // *Environ. Sci. Technol.* 1996. Vol. 30, N 9. P. 390–396. DOI: 10.1021/es962399q.
- Zhulidov A. V., Robarts R. D., Headley J. V., Liber K., Zhulidov D. A., Zhulidova O. V., Pavlov D. F. Levels of DDT and hexachlorocyclohexane in burbot (*Lota lota* L.) from Russian Arctic rivers // *Sci. Total Environ.* 2002. Vol. 292. P. 231–246. DOI: 10.1016/S0048-9697(01)01130-57.

Current levels of organochlorine pesticides in marine ecosystems of Russian Far Eastern Seas

V. Yu. TSYGANKOV^{1, 2}, O. N. LUKYANOVA^{2, 3}

¹*School of Biomedicine, Far Eastern Federal University (FEFU)
690091, Vladivostok, Sukhanov str., 8
E-mail: tsig_90@mail.ru*

²*School of Natural Sciences, Far Eastern Federal University (FEFU)
690091, Vladivostok, Sukhanov str., 8*

³*Pacific Research Fisheries Center (TINRO-Center)
690091, Vladivostok, Shevchenko str., 4*

In the review information about the main organochlorine pesticides (OCPs), which were widely used in world agriculture in 1940–60 and continue to be used in some developing countries, are presented. The patterns of their distribution in the environment, toxicity, metabolism and degradation are described. The distribution in ecosystem components of different regions of the World Ocean and, specifically, in the Far Eastern seas of Russia (the Sea of Japan, the Sea of Okhotsk and the Bering Sea) in the period 2000–2016 is shown. In the Sea of Okhotsk and the Bering Sea, the content of OCPs in marine organisms is lower than in other regions of the world ocean, and, in particular, in the Sea of Japan. The results show that a background of pesticides has formed on the planet. OCP concentrations in the Sea of Okhotsk and the Bering Sea can be considered background, while the Sea of Japan is affected by countries using these substances in agriculture.

Key words: organochlorine pesticides, HCHs, DDTs, marine ecosystems, the Sea of Japan, the Sea of Okhotsk, the Bering Sea.